EXPÉRIMENTATION DE COUPES DE GRANDE SUPERFICIE POUR RÉGÉNÉRER LE SAPIN BAUMIER À LÎLE D'ANTICOSTI EN PRÉSENCE DE DENSITÉS ÉLEVÉES DE CERF DE VIRGINIE

MÉMOIRE DE RECHERCHE FORESTIÈRE N°145

Par

Jean-David Moore,

David Pothier

et

François Potvin

Québec

Expérimentation de coupes de grande superficie pour régénérer le sapin baumier à l'île d'Anticosti en présence de densités élevées de cerf de Virginie

2004

Mémoire de recherche forestière n° 145

Par

Jean-David MOORE, ing.f., M.Sc.,
David POTHIER, ing.f., M.Sc., *Ph.D.*

et

François POTVIN, ing.f., M.Sc., *Ph.D.*

Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles,
de la Faune et des Parcs
Direction de la recherche forestière

Mandat de la DRF

Le mandat de la Direction de la recherche forestière (DRF) au sein du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs est de participer activement à l'amélioration de la pratique forestière au Québec en réalisant des travaux principalement à long terme et d'envergure nationale, lesquels intègrent à la fois des préoccupations de recherche fondamentale et de recherche appliquée.

Les mémoires de recherche forestière de la DRF

Depuis 1970, chacun des Mémoires de recherche forestière de la DRF est révisé par un comité *ad hoc* formé d'au moins trois experts indépendants. Cette publication est produite et diffusée à même les budgets de recherche et de développement, comme autant d'étapes essentielles à la réalisation d'un projet ou d'une expérience. Ce document à tirage limité est également disponible dans notre site Internet en format pdf.

Vous pouvez adresser vos demandes à :

Ministère des Ressources naturelles,
de la Faune et des Parcs
Direction de la recherche forestière
2700, rue Einstein
Sainte-Foy (Québec)
Canada G1P 3W8
Courriel :
recherche.forestiere@mrnfp.gouv.qc.ca
Internet : www.mrnfp.gouv.qc.ca/forets/connaissances/recherche

Notes biographiques

Jean-David Moore est ingénieur forestier, diplômé de l'Université Laval depuis 1996. En 1999, le même établissement lui décernait le diplôme de maître ès sciences forestières. À la Direction de la recherche forestière (DRF) depuis 1998, Jean-David Moore travaille au sein de l'équipe d'écologie, écosystème et environnement à des projets de recherche sur le chaulage des érablières et la fertilisation en forêt boréale. De plus, il effectue en parallèle des travaux sur la faune du sol et plus particulièrement sur les salamandres forestières.

David Pothier a terminé son baccalauréat en génie forestier à l'Université Laval en 1982. Cette même université lui a également décerné un diplôme de *Ph.D.* en 1990 après qu'il eût déposé une thèse traitant de certains aspects physiologiques appliqués à la sylviculture. Par la suite, il a été professeur à l'École de sciences forestières de l'Université de Moncton où il a enseigné la physiologie végétale et la dendrométrie. Il a ensuite occupé un poste de chercheur en sylviculture des forêts naturelles à la Direction de la recherche forestière (DRF) de 1992 à 2003. Depuis, il est professeur au département des sciences du bois et de la forêt de l'Université Laval et ses travaux de recherche portent principalement sur la sylviculture et la modélisation de la croissance de la forêt boréale.

François Potvin, ing.f., biologiste, *Ph.D.*, est chercheur scientifique à la Société de la faune et des parcs du Québec. Il est également professeur associé au département de biologie de l'Université Laval et membre de la Chaire de recherche industrielle CRSNG-Produits forestiers Anticosti. Ses principaux sujets de recherche sont l'influence de l'exploitation forestière sur la faune, l'impact du cerf sur l'écosystème de l'île d'Anticosti et les techniques d'inventaire aérien de la grande faune.

104-06321/

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Mme Anne Bugnet et MM. Nicolas Breton, Bruno Cormier, Jacques Desrosiers, Jean Falardeau, François Lafrenière et Jean Volpé, du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, ainsi que Mmes Danielle Morin et Chantale Raymond et MM. Gaétan Laprise et Bruno Rochette, de la Société de la faune et des parcs du Québec, pour leur précieuse contribution lors des travaux réalisés sur le terrain. Ils remercient également M. Louis Blais (statisticien, Direction de la recherche forestière [DRF]) pour son aide lors de la réalisation des analyses statistiques, M. Denis Hotte (DRF) pour la réalisation des cartes ainsi que Mme Agathe Cimon (Direction de l'environnement forestier) et M. Marcel Darveau (Université Laval) pour l'évaluation d'une version préliminaire de ce mémoire. Les auteurs remercient aussi Mme Sylvie Bourassa pour la mise en page de l'ouvrage et M. Pierre Bélanger pour son édition.

Résumé

La population de cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus* Zimmerman) à l'île d'Anticosti est estimée à plus de 120 000 individus, soit une densité de plus de quinze cerfs au km². À cette densité, le broutement du cerf est intensif et empêche l'implantation d'une régénération abondante de sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.). Dans ce contexte, des coupes de grande superficie ont été exécutées en espérant que le centre de ces coupes serait peu ou pas perturbé par l'action du cerf. Au total, sept aires de 3 km^2 chacune ont fait l'objet d'une coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) en 1995 et 1996. À l'intérieur de chacune de ces aires, un dispositif expérimental, comprenant entre autres des parcelles clôturées, a servi à l'évaluation de la régénération.

Avant les coupes, la régénération du sapin baumier était abondante (170 000 semis/ha) et bien distribuée (coefficient de distribution de la régénération = 94 %). Cependant, la hauteur des semis était généralement inférieure à 5 cm. Un an après les coupes, leur nombre avait diminué de 86 % dans les parcelles clôturées, ce qui était entièrement imputable à l'exécution de la CPRS. Au cours des deux années suivantes, le dénombrement des semis dans les parcelles non clôturées révèle que le cerf fut responsable d'une baisse additionnelle de 9 % du nombre initial de semis de sapin. La distance du centre de l'aire de coupe par rapport à la bordure forestière n'a pas influencé le broutement du cerf car même le centre de la coupe fut touché. Finalement, les débris ligneux laissés au sol lors des coupes exécutées trois ans auparavant, ne semblaient pas avoir protégé les semis de sapin. Nous concluons qu'après trois ans, la réalisation de coupe de grande superficie n'a pas empêché le cerf de brouter le sapin et ce, même au centre de celle-ci.

Mots clés : cerf de Virginie, aménagement forestier, sapin baumier, *Abies balsamea*.

Abstract

*It is estimated that the population of whitetail deer (*Odocoileus virginianus *Zimmerman) on Anticosti Island is greater than 120 000 individuals, with a density of more than fifteen deer per km^2. At this density browsing by deer is heavy, and prevents the establishment of abundant balsam fir regeneration (*Abies balsamea *[L.] Mill.). Therefore, large-scale cuts were carried out in the hope that the centre of cutovers would either be undisturbed or little disturbed by deer. In all, seven areas measuring 4 km^2 each were harvested with regeneration protection (HARP) in 1995 and 1996. Within each of the areas an experimental zone, including fenced plots, among other things, were used to evaluate regeneration levels.*

Before cutting, regeneration of balsam fir was abundant (170 000 seedlings/ha) and well distributed (regeneration coefficient of distribution = 94%). However, seedling height was mostly less than 5 cm. One year after cutting, the number of seedlings had decreased by 86% in the fenced plots, which was entirely attributed to HARP. Over the next 2 years, seedling counts in unfenced plots demonstrated that deer accounted for an additional 9% loss in the initial number of balsam fir seedlings. The distance from the centre of the cutover to the forest edge did not affect deer browsing intensity, because even the centre of the cutover was affected. Finally, residual woody debris from cuts done 3 years earlier did not seem to have accorded protection to balsam fir seedlings. We conclude that after 3 years the intensity of balsam fir browsing by deer in large cutovers was not reduced, even in their centre.

Key words : white tailed deer, forest management, balsam fir, Abies balsamea.

Table des matières

page

Remerciements iii

Résumé v

Abstract vi

Liste des tableaux ix

Liste des figures xi

Introduction 1

Chapitre premier - Matériel et méthodes 3

1.1 Aire d'étude 3

1.2 Les dispositifs expérimentaux 3

1.2.1 Le dispositif des parcelles clôturées et non clôturées 3

1.2.2 Le dispositif des semis marqués 6

1.3 L'analyse statistique 6

Chapitre deux - Résultats et discussion 7

2.1 Statut initial du peuplement 7

2.2 Effet de la saison et de l'année de coupe sur les semis 7

2.3 Effet de la coupe sur les semis 7

2.4 Impact du broutement du cerf sur la régénération du sapin à la suite des CPRS 11

2.5 Effet de la distance entre le centre et la bordure de la coupe sur le broutement des semis de sapin par le cerf 15

2.6 Effet des débris de coupe sur les semis 15

2.7 Effet de la surface terrière initiale du peuplement et du sapin sur le nombre de semis de sapin avant les CPRS 15

Chapitre trois - L'avenir du cerf à Anticosti et les recommandations d'aménagement 19

3.1 Le devenir probable du cerf à Anticosti 19

3.2 La mise en place de clôtures et l'intensification de la chasse 19

Conclusion 21

Références bibliographiques 23

Liste des tableaux

page

Tableau 1. Description des aires de coupe 4

Tableau 2. Surface terrière marchande avant les CPRS de 1995 et 1996 7

Tableau 3. Nombre de semis à l'hectare avant les CPRS de 1995 et 1996 8

Tableau 4. Coefficient de distribution de la régénération avant les CPRS de 1995 et 1996 9

Tableau 5. Relation entre les caractéristiques des débris ligneux et le nombre de semis de sapin à l'hectare, trois ans après les coupes de 1995 16

Liste des figures

page

Figure 1. Localisation de l'île d'Anticosti et des sept aires de 3 km^2 coupées dans des sapinières en 1995 et 1996 5

Figure 2. Placettes d'échantillonnage du dispositif expérimental de l'île d'Anticosti 5

Figure 3. Nombre de semis à l'hectare de sapin avant et un an après les CPRS dans les parcelles clôturées 10

Figure 4. Coefficient de distribution des semis de sapin avant et un an après les CPRS dans les parcelles clôturées 10

Figure 5. Évolution du nombre de semis de sapin à l'hectare dans les parcelles clôturées et non clôturées des CPRS de 1995 11

Figure 6. Évolution du coefficient de distribution des semis de sapin (A) et d'épinette blanche (B) dans les parcelles clôturées et non clôturées des CPRS de 1995 12

Figure 7. Nombre de semis de sapin et d'épinette blanche à l'hectare dans les parcelles non clôturées avant, un an et trois ans après les CPRS de 1995 13

Figure 8. Nombre de semis de sapin à l'hectare selon l'éloignement de la bordure forestière trois ans après les coupes de 1995 (A) et deux ans après les coupes de 1996 (B) 14

Figure 9. Nombre de semis de sapin à l'hectare en fonction de la surface terrière en sapin (A) et de la surface terrière totale (B) avant les coupes de 1995 et 1996 17

Introduction

À la fin du XIX^{e} siècle, 220 cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus* Zimmerman) ont été introduits sur l'île d'Anticosti (Newsom 1937). Depuis cette époque, le nombre de cerfs est passé à plus de 120 000 individus, soit une densité d'environ quinze cerfs au km^2 (Potvin *et al.* 1991). L'absence de prédateurs naturels et un climat relativement favorable expliquent leur nombre élevé. Le cerf a profondément transformé l'écosystème d'origine, composé en majorité de sapinières (Rousseau 1950, Pimlott 1963, Marie-Victorin et Rolland-Germain 1969). Le broutement excessif des cerfs empêche le développement de la régénération du sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.) (Pimlott 1954b, Lachance 1958, Potvin *et al.* 2000). De plus, la plupart des arbustes à l'île d'Anticosti sont disparus ou ont vu leur abondance décroître fortement (Towsend 1934 [*in* Pimlott 1963], Pimlott 1954a, Potvin 1992). Il en est de même pour plusieurs espèces d'arbres. Potvin *et al.* (2000) mentionnent que seule l'épinette noire n'a pas été touchée et que l'épinette blanche l'a été faiblement. Dans ce contexte, il n'est pas surprenant d'observer un changement de la composition forestière sur cette île dans les peuplements établis à la suite de l'introduction du cerf (Pimlott 1963, Potvin *et al.* 2000). L'île d'Anticosti est maintenant composée en majorité de pessières blanches; une disparition quasi complète des sapinières existantes est appréhendée d'ici une cinquantaine d'années (Potvin *et al.* 2000).

Le broutement du cerf a souvent servi d'explication aux problèmes de régénération observés dans certaines forêts feuillues et mixtes aménagées et non aménagées du Nord-Est américain. Plusieurs auteurs ont rapporté qu'un faible coefficient de distribution (Jordan 1967, Marquis 1974, Marquis et Grisez 1978, Tilghman 1989) ainsi qu'un changement de densité et de composition de la régénération (Graham 1952, 1954; Stoeckeler *et al.* 1957; Beals *et al.* 1960; Marquis 1974; Marquis et Grisez 1978; Anderson et Loucks 1979; Frelich et Lorimer 1985; Tilghman 1989; Horsley *et al.* 2003), pouvaient engendrer un changement de composition du peuplement (Graham 1952, 1954; Frelich et Lorimer 1985; Anderson et Katz 1993). D'autres études ont démontré que le broutement du cerf pouvait modifier la composition de la strate herbacée ou arbustive (Marquis et Grisez 1978, Tilghman 1989, Trumbull *et al.* 1989, Balgooyen et Waller 1995, Augustine et Frelich 1998). Toutefois, mis à part certains travaux réalisés à l'île d'Anticosti (Pimlott 1954, Lachance 1958, Pimlott 1963, Potvin et Breton 1992, Chouinard 1995), aucun ne mentionne ces changements pour la forêt boréale. Potvin *et al.* (2000) soulignent que la disparition des sapinières à l'île d'Anticosti aura des répercussions majeures sur la population de cerfs étant donné que ce type de forêt constitue son principal habitat hivernal. En absence de sapinières, ces auteurs appréhendent une baisse de plus de la moitié de la population de cerf, à long terme.

Dans un contexte de préservation et de reconstitution de l'habitat du cerf, nous avons posé l'hypothèse que des coupes de grande superficie (> 100 ha) pourraient améliorer la survie de la régénération du sapin à l'île d'Anticosti. En effet, même si l'on constate en général une augmentation du broutement du cerf à la suite de coupes forestières (Monthey 1984, Wentworth *et al.* 1990, Ford *et al.* 1993), ce phénomène tend à diminuer lorsque l'on s'éloigne de la bordure de la coupe (Drolet 1978, Williamson et Hirth 1985). Ainsi, le centre de la coupe semble épargner du broutement du cerf, ce qui permettrait le développement d'une régénération abondante de sapin.

Pour vérifier cette hypothèse, nous avons entrepris une étude dans différents secteurs qui avaient fait l'objet de coupe en 1995 et 1996, à l'île d'Anticosti. À notre connaissance, il s'agit de la première étude qui traite de l'utilisation de coupes de grande superficie à des fins de diminution du broutement du cerf de Virginie, en forêt boréale.

Chapitre premier

Matériel et méthodes

1.1 Aire d'étude

L'île d'Anticosti (49° 32' N., 63° 07' O.) est située dans le golfe Saint-Laurent et occupe une superficie de 7 943 km² (Figure 1). Elle s'étend sur une longueur de 220 km et une largeur maximale de 56 km. Sa topographie est peu accidentée et son élévation moyenne est de 126 m. L'île est formée de roches calcaires du Silurien et de l'Ordovicien (MINISTÈRE DES TERRES ET FORÊTS 1974). Des dépôts marins post-glaciaires recouvrent la partie basse et côtière alors que des dépôts d'altérite et, dans une moindre mesure, des dépôts morainiques occupent le centre de l'île (P. Beaupré, comm. pers.). De plus, de grandes superficies de dépôts organiques se retrouvent dans la partie est de l'île. Un climat maritime sub-boréal, accompagné d'étés frais et d'hivers relativement doux, caractérise la région (HUOT 1982). La température annuelle moyenne est de 1,5 °C et les précipitations annuelles moyennes sont de 900 mm dont 280 tombent sous forme de neige. La neige couvre le sol six mois par année et son épaisseur excède 50 cm durant 48 jours en moyenne (GINGRAS 2002). Selon POTVIN *et al.* (2000), le sapin dominait largement les forêts de l'île d'Anticosti avant l'introduction du cerf de Virginie. Le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) y était aussi plus abondant qu'aujourd'hui (PIMLOTT 1963). De nos jours, les forêts se composent principalement de peuplements d'épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss), de sapin baumier et d'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] BSP). Le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), le bouleau à papier, le peuplier baumier (*Populus balsamifera* L.) et le mélèze laricin (*Larix laricina* [Du Roi] K. Koch) s'y retrouvent aussi. La strate arbustive est pratiquement absente étant donné le broutement du cerf (PIMLOTT 1963, POTVIN et BRETON 1992). Les coupes forestières, le feu et les épidémies d'insectes ont touché un peu plus du tiers de la superficie de l'île au cours des 45 dernières années (POTVIN 1992). Ces perturbations ont produit une mosaïque de forêts de composition, de taille et d'âge variables. Même si l'île d'Anticosti constitue la limite nord de l'aire de répartition du cerf de Virginie dans l'est de l'Amérique du Nord (TREMBLAY 1981, HUOT 1982), la densité de cerf dans le secteur d'étude est très élevée et a été estimée à quinze cerfs au km² durant l'hiver 1999-2000 (POTVIN et GINGRAS 2002).

1.2 Les dispositifs expérimentaux

1.2.1 Le dispositif des parcelles clôturées et non clôturées

Un ensemble de parcelles clôturées et non clôturées a servi de dispositif expérimental afin d'évaluer l'effet de la distance entre le centre et la bordure de la coupe sur le broutement du cerf (parcelles principales) et aussi pour comparer l'effet de ce broutement dans des secteurs protégés et non protégés (sous-parcelles). À cet effet, sept aires de forêt, d'une superficie de 3 km² chacune, ont fait l'objet d'une coupe de protection de la régénération et des sols (CPRS) en 1995 et 1996 (Tableau 1, Figure 1). Ces aires ont été sélectionnées principalement en regard de leur dominance en sapin baumier, dont l'âge dépassait 70 ans. Toutes les aires de coupe se retrouvaient sur des stations mésiques. Les CPRS[1] ont été effectuées à deux périodes différentes de l'année, soit à l'été et à l'automne, afin de vérifier l'effet de la saison de coupe sur le broutement du cerf.

Dans chacune de ces aires de coupe, de cinq à neuf aires d'échantillonnage y ont été établies avant les CPRS à des distances d'environ 5 à 950 m de la bordure de la forêt. Ces aires d'échantillonnage se composaient de quatre parcelles circulaires distinctes afin de maximiser les chances d'en retrouver trois après la coupe. Ces parcelles circulaires avaient un diamètre de 10 m (environ 80 m²) et contenaient chacune dix placettes-échantillons circulaires de 4 m² (Figure 2). La localisation des aires d'échantillonnage s'est effectuée à l'aide d'un système de positionnement par satellite (GPS) afin de les retrouver plus facilement après la coupe. Leur distance respective par rapport à la bordure forestière a été mesurée une fois la coupe terminée. Immédiatement après les CPRS, une clôture de 2,4 m de hauteur a été installée sur le périmètre de l'une des quatre parcelles circulaires pour empêcher le cerf d'y pénétrer. Les autres parcelles sont demeurées non clôturées et par conséquent accessibles aux cerfs.

[1] Le système de récolte se composait d'abatteuses à tête multifonctionnelle et de porteurs. L'utilisation de ce type d'abatteuse visait à maximiser la protection de la régénération préétablie et à répartir les déchets de coupe sur l'ensemble de l'aire de coupe.

Tableau 1. Description des aires de coupe

Aire de coupe	Superficie (km^2)	Nombre de paires de parcelles par aire de coupe	Traitement	Date de la CPRS	Dates des inventaires avant et après CPRS	Exclusions (îlots de forêt résiduelle) (%)
B	3	9	Coupe d'été	Juillet à octobre 1995	Juin-juillet 1995 Septembre-octobre 1996 Juin 1998	22
E	3	8	Coupe d'été	Juillet à octobre 1995	Juin à octobre 1995 Septembre-octobre 1996 Juin 1998	20
F	3	9	Coupe d'été	Juin à septembre 1996	Juin 1996 Septembre 1997 Juin-août 1998	0
A	3	9	Coupe d'automne	Octobre à novembre 1995	Septembre-octobre 1995 Août-septembre 1996 Mai-juin 1998	0
C + D	10	10	Coupes d'été (C) ou d'automne (D)	C : juin à octobre 1996 D : août à novembre 1996 Coupe de récupération en périphérie en 1997	Juin-juillet (C), septembre (D) 1996 Septembre 1997 Juin 1998	15
H	9,8	7	Coupe d'automne	Août à novembre 1996 Coupe de récupération en périphérie en 1997	Septembre 1996 Septembre 1997 Juin 1998	0

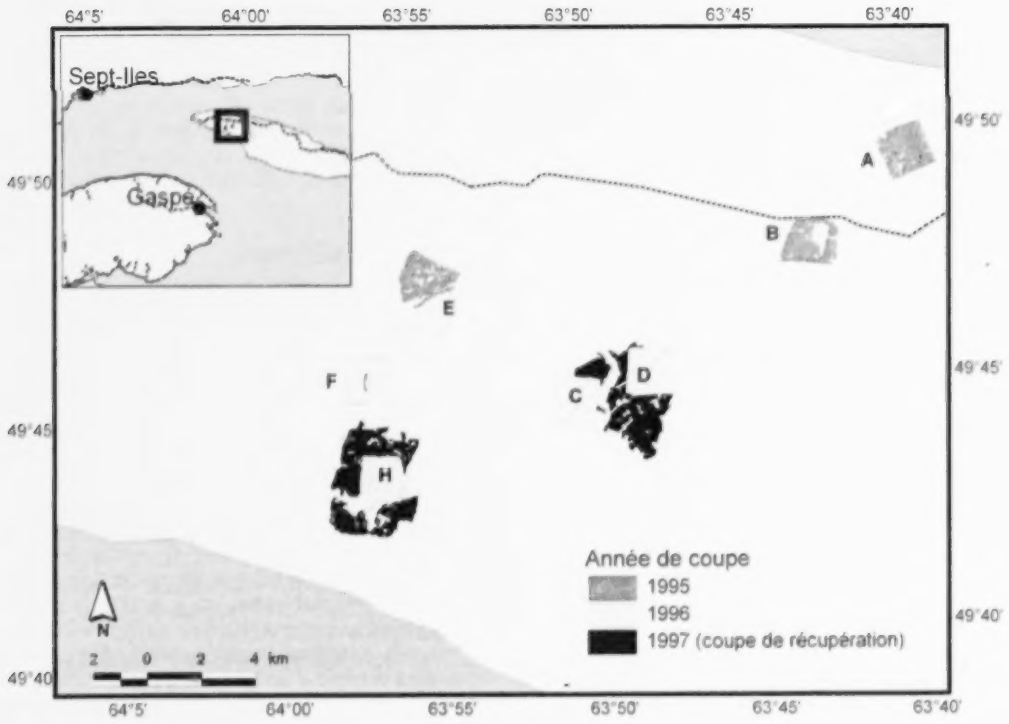


Figure 1. Localisation de l'île d'Anticosti et des sept aires de 3 km^2 coupées dans des sapinières en 1995 et 1996. En 1997, un chablis a forcé l'agrandissement de l'aire H à 9,8 km^2 alors que les aires C et D ont dû être fusionnées et agrandies à 10 km^2.

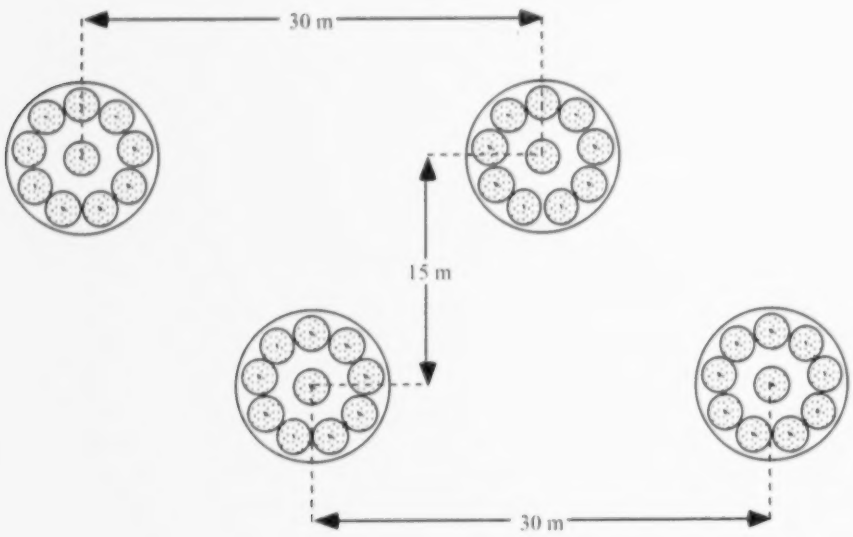


Figure 2. Placettes d'échantillonnage du dispositif expérimental de l'île d'Anticosti.

Les placettes-échantillons ont été recensées avant la coupe afin d'évaluer le nombre de semis de chaque espèce, leur classe de hauteur et le coefficient de distribution de la régénération. Les classes de hauteur retenues sont : 1) les semis de moins de 5 cm de hauteur, 2) les semis de 5 à 30 cm et 3) les semis plus grands que 30 cm. De plus, la surface terrière avant la coupe a été estimée à l'aide d'un prisme de facteur deux, dans chacune des parcelles. La régénération a également été recensée un an après la coupe, soit en 1996 ou 1997, selon l'année d'exécution des CPRS, et en 1998 dans chacune des sept aires de coupe, soit deux ou trois ans après la coupe. Au cours de ces recensements, l'épaisseur, la hauteur, le pourcentage de recouvrement des débris ligneux et le pourcentage d'obstacles au sol ont aussi été estimés. De plus, comme les déchets de coupe masquaient souvent la présence de semis, une troisième parcelle circulaire, établie avant la CPRS, a été recensée en enlevant systématiquement les déchets de coupe des placettes de régénération. Afin de respecter l'intégrité du milieu, ce décompte n'a pas été fait dans les placettes établies pour un suivi à long terme.

La présence d'îlots de forêt résiduelle, lesquels n'ont pas été exploités pour diverses raisons, est une caractéristique propre à certaines aires de coupe (Tableau 1). La proximité de ces îlots forestiers par rapport aux parcelles a été prise en compte lors des analyses statistiques. En effet, le périmètre de ces îlots constituait aussi une bordure de coupe et par conséquent, il influençait la distance réelle entre le centre de la coupe et la forêt résiduelle. Par ailleurs, en décembre 1996, une partie de la bordure de trois aires de coupe a été touchée par un chablis. Une coupe de récupération a donc été effectuée autour de ces aires, ce qui a eu pour effet d'agrandir et de fusionner les aires C et D (10 km² au total) et d'agrandir l'aire H (9,8 km²).

1.2.2 Le dispositif des semis marqués

La présence d'une grande quantité de débris ligneux au sol et la possibilité que ceux-ci nuisent au dénombrement de la régénération, ont nécessité l'installation d'un dispositif de semis dégagés et marqués, à la suite des CPRS. Comme ce dispositif a fait l'objet d'une publication récente (POTVIN et LAPRISE 2002), les résultats de cette dernière étude seront discutés ultérieurement.

1.3 L'analyse statistique

L'impact du cerf sur la régénération (nombre de semis à l'hectare et coefficient de distribution) a été vérifié en faisant appel à une analyse de variance à mesures répétées. Des contrastes polynomiaux orthogonaux sur l'interaction saison X année ont servi à évaluer l'effet de la saison et de l'année de coupe sur la régénération. L'année prétraitement a servi de covariable pour ces analyses. L'effet de la distance sur le broutement du cerf, entre le centre et la bordure de la coupe, a été évalué au moyen d'une analyse de régression. Ce type d'analyse a également permis de vérifier l'impact des débris ligneux sur les semis et sur le broutement de ceux-ci par le cerf, ainsi qu'à évaluer l'effet de la surface terrière sur le nombre de semis avant la coupe. L'impact du déboisement sur la survie des semis a été déterminé à l'aide d'un test de Student appliqué sur la différence du nombre de semis et du coefficient de distribution de la régénération avant et après la coupe. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du progiciel SAS (SAS INSTITUTE INC. 1999).

Chapitre deux

Résultats et discussion

2.1 Statut initial du peuplement

Les aires étudiées étaient constituées, avant les coupes, d'une sapinière à maturité (plus de 70 ans). La surface terrière marchande moyenne était de 30,8 m² à l'hectare et se composait en majorité de sapin (23,0 m² à l'hectare) et d'épinette blanche (4,6 m² à l'hectare) (Tableau 2). La densité et le coefficient de distribution moyens des semis de sapin atteignaient environ 170 000 à l'hectare et 94 %, respectivement, alors que les valeurs pour l'épinette blanche s'élevaient à environ 22 500 semis à l'hectare et à 82 % (Tableaux 3 et 4). Ces chiffres indiquent donc que le sapin baumier dominait largement la régénération préétablie des aires d'étude et, qu'en des circonstances normales, une sapinière succéderait à la sapinière d'origine.

2.2 Effet de la saison et de l'année de coupe sur les semis

Les résultats indiquent qu'il n'y a pas d'effet de la saison ($F = 1,66$, $P = 0,288$) ni de l'année ($F = 0,11$, $P = 0,766$) sur le nombre de semis à l'hectare. Par conséquent, les résultats des deux saisons ont été regroupés dans les analyses subséquentes. Cependant, comme les intervalles de temps entre l'application de la CPRS et l'inventaire de 1998 étaient inégaux, les deux années de coupe ont été traitées séparément lors de certaines analyses.

2.3 Effet de la coupe sur les semis

L'inventaire de la régénération réalisé dans les parcelles clôturées, un an après la CPRS, révèle que la coupe a causé une baisse significative du nombre total de semis de sapin (-86 %) ($F = 236,31$, $P < 0,001$; Figure 3) et du coefficient de distribution total de cette espèce (-19 %) ($F = 12,16$, $P = 0,002$; Figure 4). Malgré des procédés de récoltes différents, ces fortes baisses sont semblables aux valeurs obtenues par FRISQUE *et al.* (1978), qui ont observé une diminution de la densité et du coefficient de distribution du sapin, après la coupe. Les valeurs de ces paramètres variaient respectivement de 58 à 80 % et de 4 à 26 % dans plusieurs régions du Québec. De plus, cette dernière étude rapporte que la plus grande mortalité de la régénération fut observée aux endroits où cette dernière était la plus abondante avant la coupe, ce qui semble conforme à nos résultats. La mortalité des semis, constatée après les coupes, peut s'expliquer de deux façons : 1) une destruction d'une partie de la régénération par les opérations forestières (POTHIER 1996) et 2) un « choc de déboisement » probablement relié à un assèchement de l'humus et à une hausse de la transpiration des semis occasionnée par une température au sol plus élevée dans les aires de coupe. Ce « choc de déboisement » provoque notamment la mort des petits semis dont le système racinaire est surtout superficiel (RUEL *et al.* 1995).

Tableau 2. Surface terrière marchande avant les CPRS de 1995 et 1996

Bloc	N	Surface terrière (m²/ha)					
		Sab	Epb	Epn	Bop	Pet	totale
A	36	25,0	3,6	0,2	1,1	0,1	30,1
B	36	22,2	2,6	1,8	1,7	0,0	28,2
C	20	27,7	1,8	0,6	1,3	0,3	31,7
D	20	27,6	2,4	1,0	0,8	0,4	32,2
E	36	17,0	4,3	4,0	0,7	0,7	27,2
F	36	19,1	10,1	0,9	1,2	1,3	32,6
H	36	22,4	7,6	2,3	1,3	0,0	33,6
Moyenne		*23,0*	*4,6*	*1,5*	*1,1*	*0,4*	*30,8*

Note : N : nombre de points de prisme ayant servi à estimer la surface terrière. Sab : sapin baumier; Epb : épinette blanche; Epn : épinette noire; Bop : bouleau à papier; Pet : peuplier faux-tremble.

Tableau 3. Nombre de semis à l'hectare avant les CPRS de 1995 et 1996

Aire de coupe	N	Essence	Semis à l'hectare selon classe de hauteur (cm)			
			< 5	5-30	> 30	Global
A	18	Bop	3 514	319	0	3 833
	18	Epb	16 722	11 472	1 333	29 528
	18	Epn	83	347	569	1 000
	18	Pet	0	0	0	0
	18	Sab	101 708	12 097	42	113 847
		Toutes essences	*122 027*	*24 235*	*1 944*	*148 208*
B	18	Bop	3 167	264	0	3 431
	18	Epb	10 125	7 361	3 056	20 542
	18	Epn	153	1 056	2 986	4 194
	18	Pet	0	0	0	0
	18	Sab	137 333	13 417	56	150 806
		Toutes essences	*150 778*	*22 098*	*6 098*	*178 973*
C	10	Bop	6 125	1 425	0	7 550
	10	Epb	13 400	5 825	1 225	20 450
	10	Epn	50	250	525	825
	10	Pet	0	625	0	625
	10	Sab	332 975	26 650	175	359 800
		Toutes essences	*352 550*	*34 775*	*1 925*	*389 250*
D	10	Bop	1 625	50	0	1 675
	10	Epb	9 025	8 850	1 100	18 975
	10	Epn	0	25	25	50
	10	Pet	0	0	0	0
	10	Sab	237 775	67 525	75	305 375
		Toutes essences	*248 425*	*76 450*	*1 200*	*326 075*
E	16	Bop	5 281	1 000	0	6 281
	16	Epb	5 188	4 672	1 781	11 641
	16	Epn	750	3 156	2 922	6 828
	16	Pet	203	453	0	656
	16	Sab	38 313	2 406	16	40 734
		Toutes essences	*49 735*	*11 687*	*4 719*	*66 140*
F	18	Bop	1 444	42	0	1 486
	18	Epb	9 514	8 806	2 722	21 042
	18	Epn	722	1 583	403	2 708
	18	Pet	14	389	0	403
	18	Sab	87 486	3 056	14	90 556
		Toutes essences	*99 180*	*13 876*	*3 139*	*116 195*
H	14	Bop	3 554	518	18	4 089
	14	Epb	16 393	13 786	4 018	34 196
	14	Epn	36	1 089	518	1 643
	14	Pet	0	0	0	0
	14	Sab	227 482	43 500	411	271 393
		Toutes essences	*247 465*	*58 893*	*4 965*	*311 321*
Moyennes	104	Bop	3 442	474	2	3 918
	104	Epb	11 454	8 769	2 269	22 493
	104	Epn	291	1 176	1 257	2 724
	104	Pet	34	197	0	231
	104	Sab	147 911	20 226	101	168 238
		Toutes essences	*163 132*	*30 842*	*3 629*	*197 604*

Tableau 4. Coefficient de distribution de la régénération avant les CPRS de 1995 et 1996

Aire de coupe	N	Essence	Coefficient de distribution de la régénération Selon la classe de hauteur (cm)			
			< 5	5-30	> 30	Total
A	18	Bop	29	8	0	31
	18	Epb	72	67	24	86
	18	Epn	2	3	4	7
	18	Pet	0	0	0	0
	18	Sab	98	81	2	98
		Toutes essences	*100*	*100*	*100*	*100*
B	18	Bop	27	7	0	29
	18	Epb	56	57	40	79
	18	Epn	1	12	22	23
	18	Pet	0	0	0	0
	18	Sab	94	68	2	96
		Toutes essences	*100*	*100*	*100*	*100*
C	10	Bop	51	21	0	55
	10	Epb	69	68	18	87
	10	Epn	1	4	8	8
	10	Pet	0	9	0	9
	10	Sab	100	90	6	100
		Toutes essences	*100*	*100*	*100*	*100*
D	10	Bop	20	2	0	20
	10	Epb	76	76	17	93
	10	Epn	0	1	1	2
	10	Pet	0	0	0	0
	10	Sab	100	98	3	100
		Toutes essences	*100*	*100*	*100*	*100*
E	16	Bop	36	16	0	38
	16	Epb	48	56	21	69
	16	Epn	8	16	19	23
	16	Pet	6	9	0	13
	16	Sab	81	42	1	86
		Toutes essences	*100*	*100*	*100*	*100*
F	18	Bop	21	1	0	22
	18	Epb	62	62	27	74
	18	Epn	7	14	6	19
	18	Pet	1	7	0	7
	18	Sab	86	36	1	86
		Toutes essences	*100*	*100*	*100*	*100*
H	14	Bop	25	13	1	32
	14	Epb	76	79	26	92
	14	Epn	1	4	5	9
	14	Pet	0	0	0	0
	14	Sab	94	90	5	99
		Toutes essences	*100*	*100*	*100*	*100*
Moyennes	104	Bop	29	9	0	32
	104	Epb	64	65	26	82
	104	Epn	3	9	10	14
	104	Pet	1	3	0	4
	104	Sab	93	69	2	94
		Toutes essences	*100*	*100*	*100*	*100*

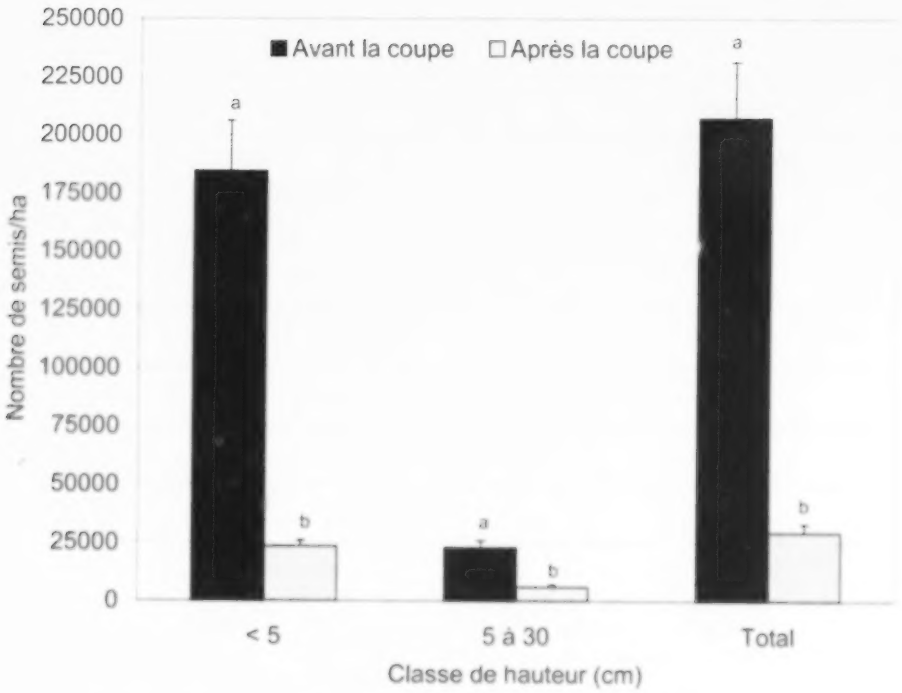


Figure 3. Nombre de semis à l'hectare de sapin avant et un an après les CPRS dans les parcelles clôturées. Les semis d'une hauteur supérieure à 30 cm ne sont pas présentés étant donné leur quantité négligeable (inférieure à 200 semis à l'hectare). Les paires d'histogrammes assorties de lettres dissemblables ont une différence significative ($\alpha = 0,05$) selon le test de Student. Les traits verticaux indiquent l'erreur-type.

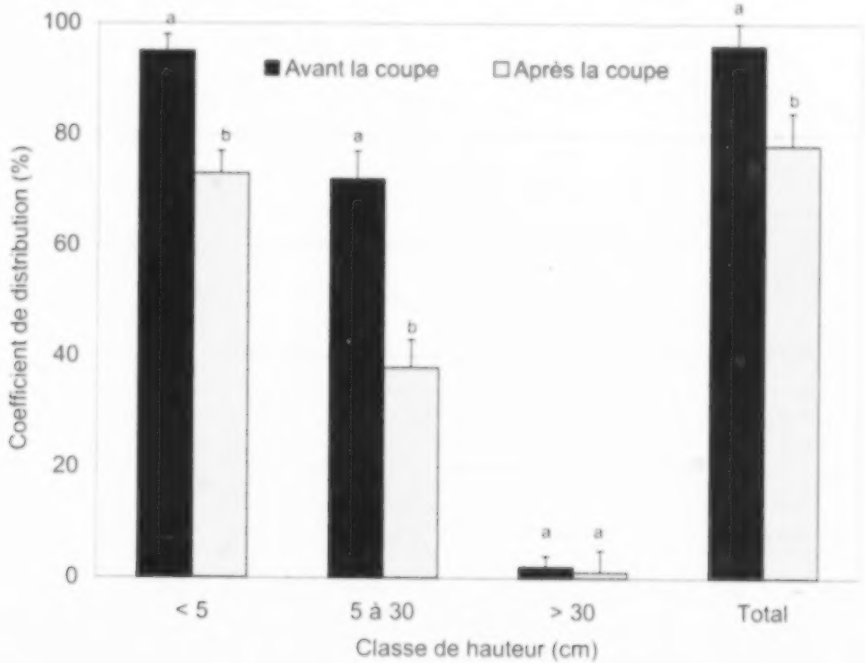


Figure 4. Coefficient de distribution des semis de sapin avant et un an après les CPRS dans les parcelles clôturées. Les paires d'histogrammes assorties de lettres dissemblables ont une différence significative ($\alpha = 0,05$) selon le test de Student. Les traits verticaux indiquent l'erreur-type.

La comparaison des résultats avant et un an après la CPRS, dans les parcelles où les débris de coupe ont été enlevés pour faciliter l'inventaire, révèle une baisse moins importante du nombre total de semis de sapin (-74 %, $F = 168,87$, $P < 0,001$) et du coefficient de distribution de cette espèce (-7 %, $F = 1,14$, $P = 0,3067$), que celle observée dans les parcelles clôturées (voir ci-haut). Ces derniers résultats peuvent être attribuables, en partie, à l'absence de débris dans les parcelles dégagées, ce qui a facilité le repérage des semis de sapin. Ce n'est pas le cas pour les parcelles clôturées puisque les débris y sont demeurés.

Par ailleurs, il faut souligner qu'après la coupe, le coefficient de distribution du sapin (toutes hauteurs confondues) était supérieur à 75 % dans les parcelles clôturées (Figure 4), ce qui fait ressortir le potentiel de production des sapinières dans les superficies coupées, en l'absence du cerf.

2.4 Impact du broutement du cerf sur la régénération du sapin à la suite des CPRS

L'évaluation de l'impact du broutement du cerf sur la régénération de toutes tailles confirme l'existence d'une interaction significative entre les espèces, la protection des parcelles (présence ou absence de clôture) et le temps écoulé depuis la coupe, dans les aires coupées de 1995 ($F = 2,85$, $P = 0,024$) et de 1996 ($F = 3,16$, $P = 0,014$). En prenant en compte la mortalité attribuable uniquement à la coupe, soit celle observée dans les parcelles clôturées, on constate que le broutement du cerf a provoqué une mortalité additionnelle des semis de sapin de près de 9 %, trois années après la coupe dans les parcelles non clôturées, en comparaison de celle observée avant la coupe (Figure 5). Ce résultat semble confirmer les appréhensions de Pimlott (1954a, b), pour qui la très forte densité de cerf empêchait le sapin de se développer normalement après la coupe forestière sur l'île d'Anticosti. Pour ce qui est du coefficient de distribution des parcelles non clôturées, celui des semis de sapin montrait une baisse relativement importante au cours des années subséquentes à la coupe alors que celui de l'épinette blanche demeurait stable (Figure 6). Un tel impact sur le sapin baumier constitue un cas unique, car cette espèce est reconnue comme une nourriture secondaire pour le cerf dans le Nord-Est américain (Swift 1946, Graham 1954, Dahlberg et Guettinger 1956, Hosley 1956, Telfer 1967, Williamson et Hirth 1985). Dans le cas de l'épinette blanche, sa faible valeur nutritive en fait une espèce peu utilisée par le cerf à Anticosti (Boulet 1980, Huot 1982, Potvin 1992, Chouinard 1995).

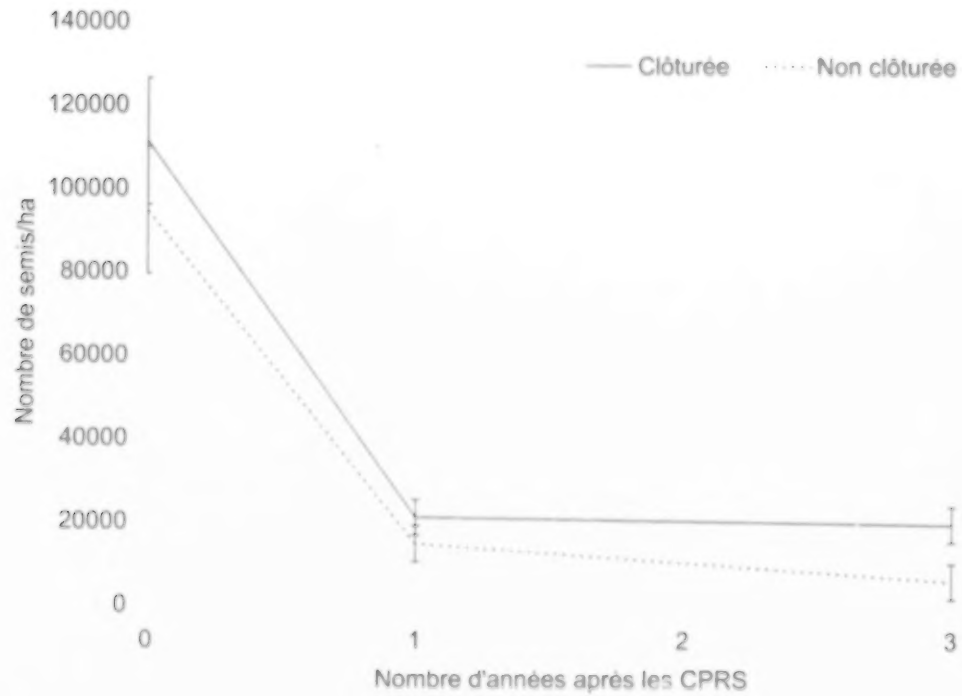


Figure 5. Évolution du nombre de semis de sapin à l'hectare dans les parcelles clôturées et non clôturées des CPRS de 1995.

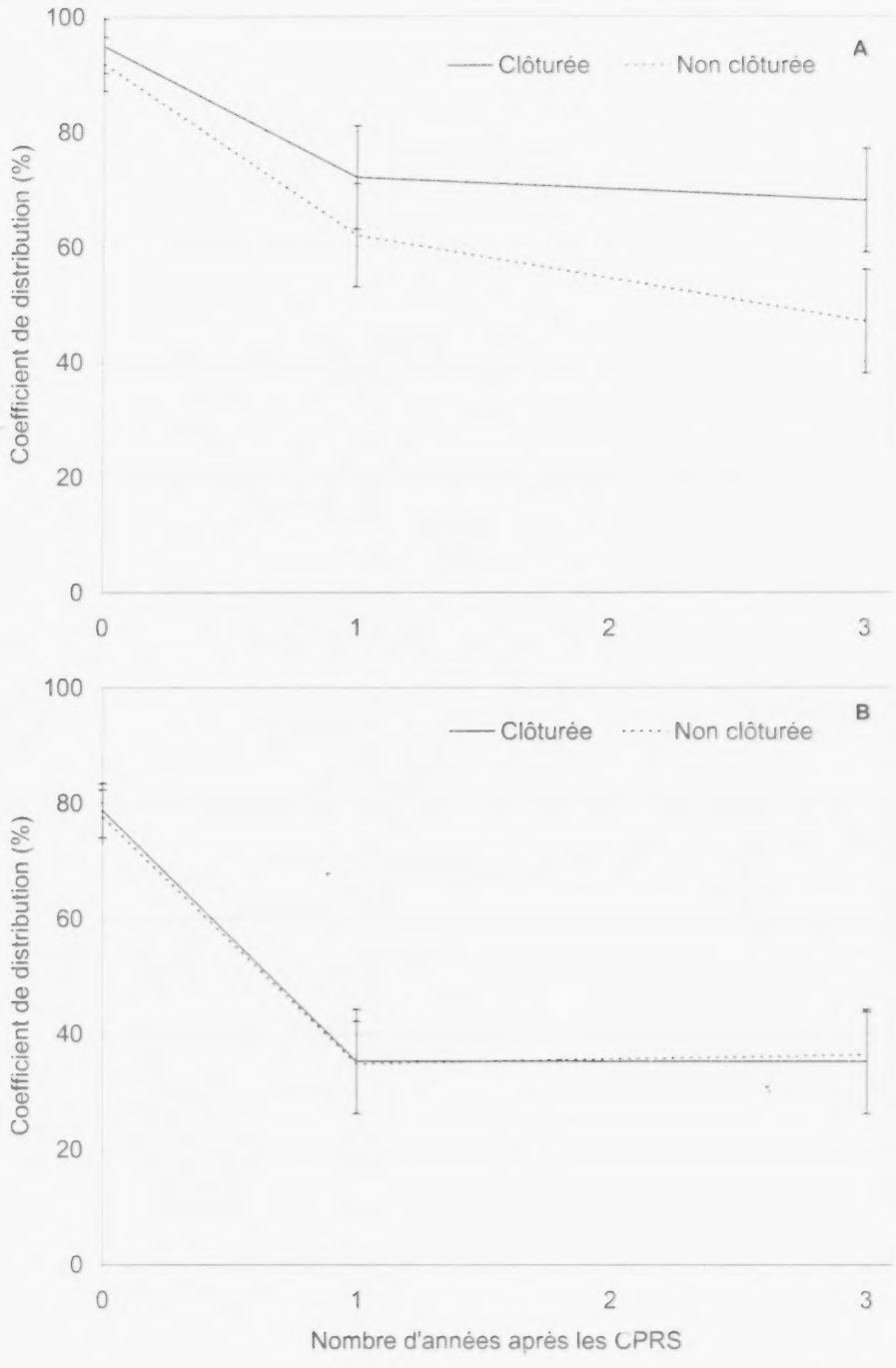


Figure 6. Évolution du coefficient de distribution des semis de sapin (A) et d'épinette blanche (B) dans les parcelles clôturées et non clôturées des CPRS de 1995.

Avec moins de 6 000 semis à l'hectare et un coefficient de distribution inférieur à 50 % après seulement trois années d'exposition au broutement (Figures 5 et 6), il semble peu probable que les semis de sapin résiduels puissent dominer la composition du prochain peuplement. D'autres études dans le Nord-Est de l'Amérique du Nord rapportent également des problèmes de régénération de certaines espèces d'arbres (ex. : faible coefficient de distribution, faible densité) en présence de fortes densités de cerf (Graham 1952, Huntziger 1967, Anderson et Loucks 1979, Frelich et Lorimer 1985, Tilghman 1989, Anderson et Katz 1993, Bowles et Campbell 1993, Kittredge et Ashton 1995). Marquis (1974) et Jordan (1967) ont même observé une absence totale de la régénération lorsque la densité de cerf est trop élevée.

Étant donné que le cerf de l'île d'Anticosti préfère le sapin aux épinettes, il n'est donc pas surprenant d'observer un changement de la composition forestière dans les peuplements établis depuis 1930 sur cette île (Pimlott 1963, Potvin *et al.* 2000). Nos résultats appuient ces observations. En effet, la proportion de semis de sapin dans les parcelles non clôturées des CPRS de 1995 est passée de 69 % en 1996 à 48 % en 1998 sous l'effet du broutement sélectif du cerf, alors que celle de l'épinette blanche s'est accrue de 31 à 52 % durant la même période (Figure 7). Potvin *et al.* (2000) mentionnent que si aucune action n'est entreprise, les sapinières de l'île d'Anticosti seront disparues d'ici une cinquantaine d'années et auront été remplacées par des pessières blanches. D'autres études effectuées en Amérique du Nord ont aussi rapporté un changement de la composition forestière à la suite du broutement du cerf (Graham 1954, Whitney 1984, Frelich et Lorimer 1985, Strole et Anderson 1992, Anderson et Katz 1993). De plus, des études réalisées en milieu insulaire ont également signalé l'effet important que le cerf peut avoir sur l'écosystème forestier. Par exemple, des travaux effectués dans les îles de la Reine Charlotte en Colombie-Britannique, où la densité des cerfs variaient de 13 à 30 cerfs au km² (Daufresne et Martin 1997, Engelstoft 2001), ont révélé une forte réduction ou l'absence complète du thuya géant (*Thuja plicata* Donn ex D. Don) (Baltzinger et Martin 1998, Martin et Daufresne 1999, Martin et Baltzinger 2002), une des espèces dominantes de ces îles, à la suite de l'introduction du cerf à queue noire (*Odocoileus hemionus sitchensis* Merriam).

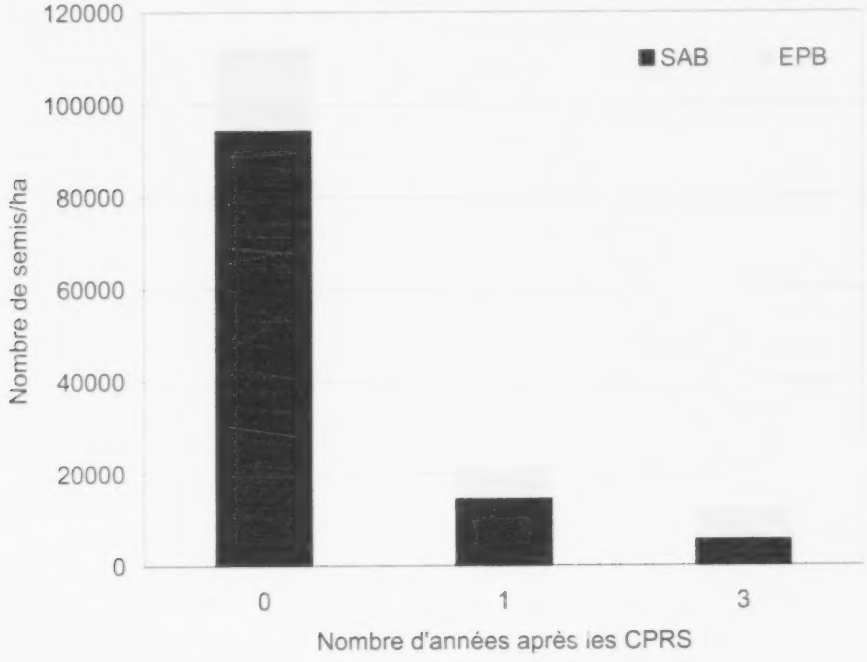


Figure 7 Nombre de semis de sapin et d'épinette blanche à l'hectare dans les parcelles non clôturées avant, un an et trois ans après les CPRS de 1995.

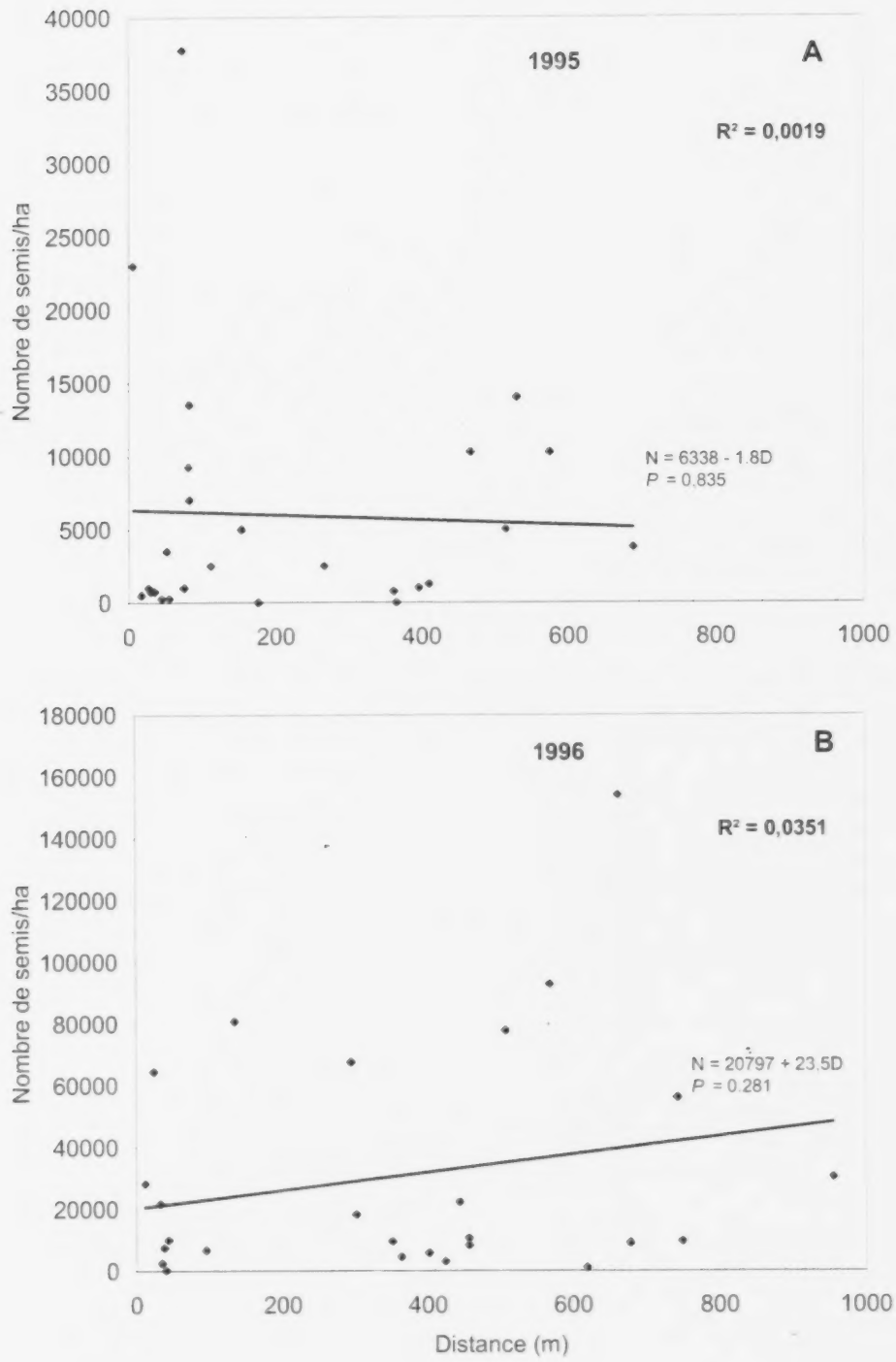


Figure 8. Nombre de semis de sapin à l'hectare selon l'éloignement de la bordure forestière trois ans après les coupes de 1995 (A) et deux ans après les coupes de 1996 (B). Note : N = nombre de semis à l'hectare, D = distance de la bordure.

2.5 Effet de la distance entre le centre et la bordure de la coupe sur le broutement des semis de sapin par le cerf

L'analyse de régression démontre que la distance du couvert n'a aucun effet sur le broutement du cerf dans les parcelles non clôturées, deux et trois ans après les coupes (Figure 8). Dans un dispositif de semis marqués, adjacent à celui de notre étude, POTVIN et LAPRISE (2002) ont aussi observé des taux de broutement semblables entre la bordure immédiate et le centre de la coupe, soit à plus de 800 m de la forêt. Ces résultats diffèrent de ceux de WILLIAMSON et HIRTH (1985), lesquels avaient démontré une plus faible utilisation du brout entre 61 et 90 m de la bordure d'une coupe totale dans des forêts de feuillus du Vermont. La densité de cerfs y était toutefois de 3,8 cerfs au km² en comparaison d'une densité de 15 cerfs au km² à Anticosti. Dans des forêts de conifères de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick, DROLET (1978) a aussi observé une baisse du broutement en fonction de la distance de la bordure de la coupe dans des coupes de grande superficie (60 à 400 ha). Aucune information sur la densité de cerfs n'est cependant mentionnée dans cet article.

Nos résultats peuvent s'expliquer par 1) une modification du comportement du cerf à l'île d'Anticosti (l'absence de prédateurs permet au cerf de s'aventurer au centre des coupes d'au moins 3 km²) et 2) une densité de cerf tellement élevée qu'elle compromet la régénération du sapin jusqu'au centre des coupes.

2.6 Effet des débris de coupe sur les semis

L'hypothèse liée à l'utilisation d'une abatteuse à tête multifonctionnelle était que la présence de débris de coupe au sol pouvait temporairement soustraire les semis de sapin au broutement du cerf et conserver les conditions d'humidité essentielles à leur survie. Cependant, les résultats de la présente étude ne peuvent confirmer cette hypothèse. En effet, la hauteur des débris ligneux ($F = 5,25$, $P = 0,023$) et leur pourcentage de recouvrement ($F = 8,59$, $P = 0,004$) ont un impact négatif sur le nombre total de semis de sapin, présents dans les parcelles non clôturées, trois ans après les coupes de 1995 (Tableau 5). Cet impact est surtout évident dans le cas des semis de moins de 5 cm. Puisqu'un phénomène similaire est observé dans les parcelles clôturées, ces résultats ne peuvent être attribués qu'au broutement du cerf.

La baisse du nombre de semis pourrait s'expliquer de deux façons. Premièrement, un recouvrement important de débris ligneux au sol réduirait la quantité de lumière indispensable aux semis et ainsi provoquerait une mortalité importante, ce qui annulerait l'effet bénéfique de la présence de débris sur la conservation de l'humidité du sol. Deuxièmement, l'abondance des débris ligneux rendrait le repérage des semis difficile et, par conséquent, entraînerait une sous-estimation de leur nombre lors de l'inventaire (voir section 2.3). Dans le présent cas, l'impact négatif de l'abondance des débris de coupe pourrait n'être attribuable qu'aux difficultés liées au dénombrement exact des semis. Des inventaires ultérieurs nous renseigneront davantage sur cette question.

2.7 Effet de la surface terrière initiale du peuplement et du sapin sur le nombre de semis de sapin avant les CPRS

Nos résultats montrent une corrélation positive entre la surface terrière initiale (sapin : $F = 112,02$, $P < 0,001$ et toutes espèces confondues : $F = 54,05$, $P < 0,001$) et le nombre total de semis de sapin à l'hectare (Figure 9). La germination des graines de sapin est généralement meilleure sous un couvert d'environ 75-80 % (CÔTÉ et BÉLANGER 1991, OSAWA 1994, MCLAREN et JANKE 1996). Sous un couvert semblable, les semis sont habituellement à l'abri des extrêmes de température et du manque d'humidité, tout en ayant suffisamment de lumière pour leur croissance. GRISEZ et PEACE (1973) ont démontré que les stations bien régénérées, à la suite d'une coupe, avaient une forte abondance de régénération préétablie. Une abondante régénération préétablie de sapin est particulièrement importante dans le cas de grandes coupes puisque la distance d'ensemencement naturel de cette espèce est limitée à environ 100 m (PRÉVOST 1997), ce qui implique que le potentiel de régénération du sapin est largement dépendant des semis établis avant la coupe.

Tableau 5. Relation entre les caractéristiques des débris ligneux et le nombre de semis de sapin à l'hectare, trois ans après les coupes de 1995

Parcelle	Caractéristique des débris (X)	Hauteur des semis	Valeur de *P* de la pente	Équation du modèle (S=nombre de semis/ha)	X moyen (N = 260)	Résultats de l'équation (avec X moyen) et variation par rapport aux conditions initiales
Non clôturée						
	% d'occupation	< 5 cm	0,003	S=1532-29,9X	48,00	97 (-94 %)
		5-30 cm	0,060	S=4245-12,3X	48,00	3 655 (-14 %)
		> 30 cm	0,484	S=9,3-0,3X	48,00	-
		Total	0,004	S=5764-42,6X	48,00	3 719 (-35 %)
	Épaisseur (cm)	< 5 cm	0,085	S=1516-63,3X	7,64	1 035 (-32 %)
		5-30 cm	0,191	S=4238-89,6X	7,64	3 557 (-16 %)
		> 30 cm	0,535	S=9,1+1,49X	7,64	20 (+124 %)
		Total	0,083	S=5786-151X	7,64	4 634 (-20 %)
	Hauteur (cm)	< 5 cm	0,010	S=1530-61,3X	17,10	482 (-68 %)
		5-30 cm	0,115	S=4242-70,2X	17,10	3 042 (-28 %)
		> 30 cm	0,430	S=9,3+0,9X	17,10	25 (+166 %)
		Total	0,023	S=5781-131X	17,10	3 541 (-39 %)
	% d'obstacles	< 5 cm	0,495	S=1531+15,9X	5,37	1 616 (+6 %)
		5-30 cm	0,824	S=4248-91,6X	5,37	3 756 (-12 %)
		> 30 cm	0,364	S=9,2+2X	5,37	20 (+117 %)
		Total	0,958	S=5788-74X	5,37	5 391 (-7 %)
Clôturée						
	% d'occupation	< 5 cm	< 0,001	S=1707-24,3X	39,00	759 (-55 %)
		5-30 cm	< 0,001	S=17364-230X	39,00	
		> 30 cm	0,586	S=47-0,5X	39,00	
		Total	< 0,001	S=19118-255X	39,00	9 274 (-51 %)
	Épaisseur (cm)	< 5 cm	0,035	S=1716-97X	6,77	
		5-30 cm	0,003	S=17458-847X	6,77	
		> 30 cm	0,067	S=47-9,9X	6,77	
		Total	< 0,001	S=19222-954X	6,77	12 763 (-34 %)
	Hauteur (cm)	< 5 cm	0,019	S=1716-38,5X	16,71	
		5-30 cm	0,020	S=17462-257X	16,71	
		> 30 cm	0,038	S=47-4,5X	16,71	
		Total	0,008	S=19225-300X	16,71	14 212 (-26 %)
	% d'obstacles	< 5 cm	0,372	S=1720-23,2X	5,79	
		5-30 cm	0,230	S=17513-683X	5,79	
		> 30 cm	0,477	S=47+2,9X	5,79	
		Total	0,200	S=19281-703X	5,79	15 211 (-21 %)

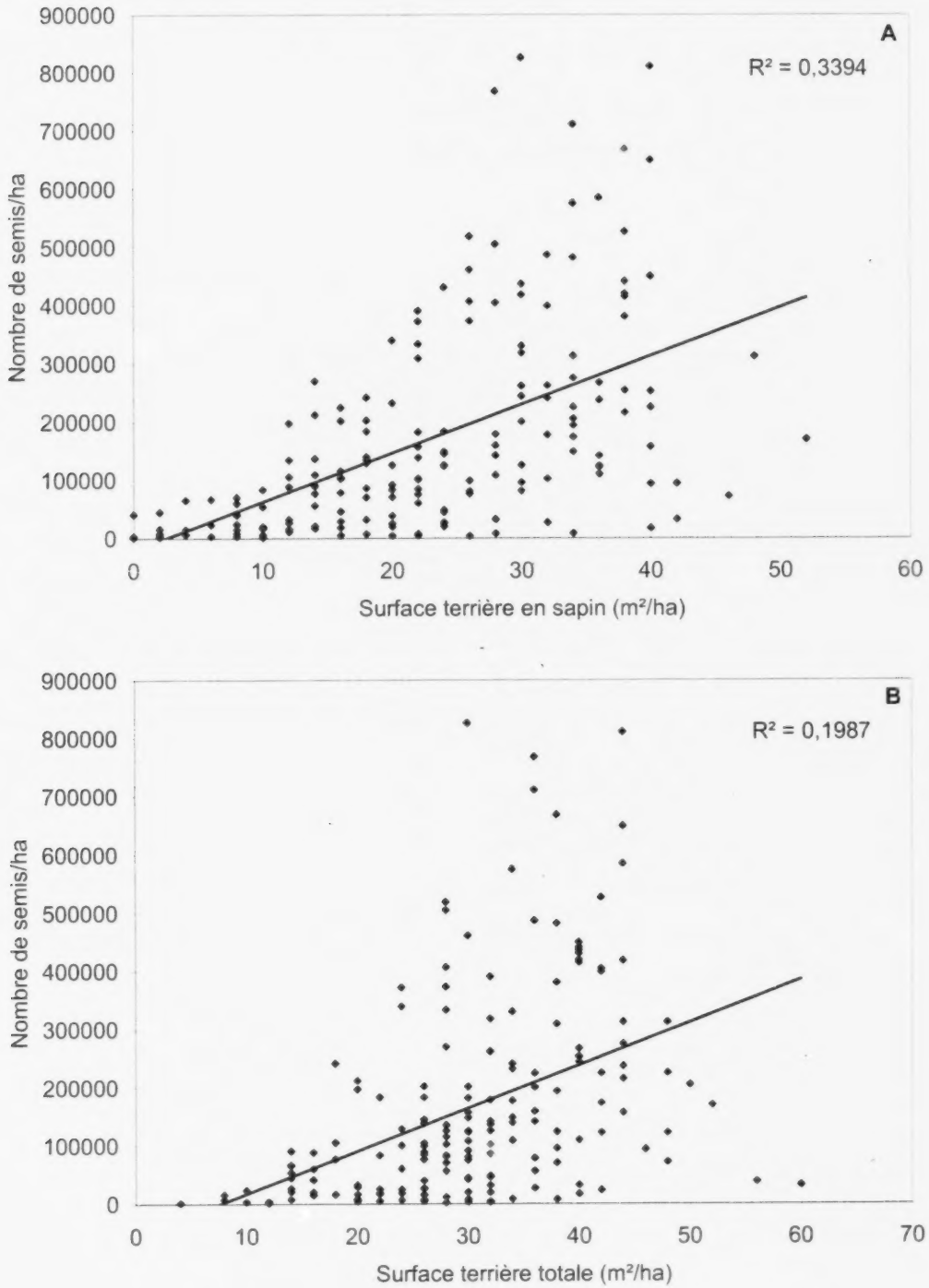


Figure 9. Nombre de semis de sapin à l'hectare en fonction de la surface terrière en sapin (A) et de la surface terrière totale (B) avant les coupes de 1995 et 1996.

Chapitre trois

L'avenir du cerf à Anticosti et les recommandations d'aménagement

3.1 Le devenir probable du cerf à Anticosti

Selon VOIGT *et al.* (1997), plusieurs traits physiques du cerf se modifient lorsque la densité de sa population dépasse la capacité de support de son milieu. Ces auteurs mentionnent que les principales conséquences sont une baisse du poids des cerfs, du taux de reproduction, des dimensions des bois et du taux de survie. Dans les années 1960, FREE et SEVERINGHAUS (1967) ont conclu que la condition physique des cerfs de l'île d'Anticosti était l'une des plus mal en point en Amérique du Nord. Le poids des cerfs de ce milieu est d'ailleurs de 25 à 39 % plus faible que celui des cerfs du reste du Québec (HUOT 1979, POTVIN 1989). En plus d'une condition physique moins bonne, les cervidés sont sujets à de forts taux de mortalité lorsque la densité de leur population devient trop élevée (KREFTING 1951, SCHEFFER 1951, KLEIN 1968). KLEIN (1968) a énuméré certains indices qui permettent de prévoir cette éventualité. Ce sont : 1) le broutement excessif des principales espèces végétales, qui composent la diète du cheptel; 2) la mauvaise condition physique de la population au début de l'hiver, conséquence de la compétition pour la ressource durant la saison estivale; 3) la forte densité des populations de cerfs qui se font la compétition pour la ressource disponible durant l'hiver; et 4) les conditions climatiques extrêmes de la saison hivernale (forte accumulation de neige et froid excessif). Le cas de l'île d'Anticosti est encore plus préoccupant puisque les plus fortes densités de cerfs en hiver se retrouvent dans les sapinières à maturité (GINGRAS *et al.* 1993), dont la superficie n'occupe plus que 20 % du territoire (POTVIN *et al.* 2000).

Il faut donc s'attendre à une baisse de la population de cerfs, à moyen terme, si le taux de disparition des sapinières persiste (POTVIN *et al.* 2000). Étant donné la vulnérabilité des sapinières à maturité aux perturbations naturelles (épidémies d'insectes et chablis), c'est ce dernier scénario qui doit être envisagé. En outre, sur l'île d'Anticosti, le sapin est à la fois l'hôte principal de l'arpenteuse de la pruche (*Lambdina fiscellaria fiscellaria* Guen.) et de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clem.). Toutes deux s'attaquent aux peuplements surannés. De plus, dans les sapinières à maturité, il faut prévoir le phénomène des chablis. Le chablis de 1996 sur l'île d'Anticosti en est un bon exemple. Il est donc probable que les superficies couvertes par des sapinières diminueront graduellement à moyen terme et que la population de cerf chutera en conséquence si aucune mesure corrective n'est prise.

3.2 La mise en place de clôtures et l'intensification de la chasse

Dans la situation actuelle, la seule solution à court terme pour favoriser la régénération du sapin semble être la mise en place de clôtures à la suite d'une coupe. En effet, la densité et le coefficient de distribution des semis de sapin dans les aires clôturées, trois ans après la CPRS, est d'environ 20 000 semis à l'hectare et 70 % respectivement, alors que ces valeurs sont beaucoup moindres lorsque les semis sont soumis à l'action du cerf (Figures 5 et 6). Cependant, pour obtenir de tels résultats dans les aires clôturées, les sapinières sélectionnées devront être pourvues d'une régénération préétablie abondante et bien distribuée (MARQUIS et GRISEZ 1978). De plus, les superficies choisies devront rester clôturées jusqu'à ce que les tiges aient atteint une hauteur suffisante pour être hors de portée des cerfs. Selon PIMLOTT (1963), la hauteur critique pour que le sapin soit hors d'atteinte du cerf est d'environ 1,2 à 1,5 m. Cependant, la « neige portante » permet au cerf de brouter les tiges jusqu'à une hauteur d'environ 2 m. Protégé du cerf dans les aires clôturées, il faudra une dizaine d'années au sapin pour atteindre cette hauteur. L'exécution de certains travaux sylvicoles pourrait y accélérer la croissance des semis de sapin. Par exemple, des traitements de fertilisation et de dégagement mécanique pourraient être envisagés. Toutefois, comme le mentionnent POTVIN *et al.* (2000) à propos des aires clôturées : « on ne pourrait ainsi traiter qu'une partie des sapinières existantes, si bien que la baisse appréhendée de la population de cerf ne serait que partiellement endiguée ».

Une réduction de la population par la chasse est une autre solution possible pour favoriser la régénération forestière. Le plan de gestion récemment déposé par la Société de la faune et des parcs du Québec a pour objectif de ramener à 90 000 cerfs la population globale d'ici cinq ans, en augmentant les prélèvements par la chasse (GINGRAS 2002). Ainsi, une expérience de réduction plus intensive a été initiée en 2002, dans le cadre des travaux de la Chaire de recherche industrielle CRSNG-Produits forestiers Anticosti, afin d'abaisser de 50 % le nombre de cerfs sans bois de cinq sites. Cependant, quelques années devront s'écouler avant d'évaluer si la chasse permet de régénérer des sapinières sans faire appel à des clôtures.

Conclusion

Les faibles valeurs de densité et de coefficient de distribution des semis de sapin obtenues trois ans après la CPRS, dans les parcelles non clôturées, indiquent que les coupes de grande superficie ne permettent pas au sapin de se régénérer adéquatement sur l'île d'Anticosti, en présence d'une forte densité de cerf. De plus, l'âge avancé des sapinières et leur vulnérabilité à certaines perturbations naturelles compromettent sérieusement l'avenir des sapinières. Puisque les sapinières constituent l'habitat privilégié du cerf à l'île d'Anticosti, la population de cerf telle que nous la connaissons aujourd'hui pourrait être sérieusement perturbée. Toutefois, des actions rapides permettraient probablement de reconstituer une partie des sapinières et ainsi minimiser la baisse anticipée de la population de cerf au cours des prochaines décennies. Ainsi, la mise en place de coupes clôturées devrait d'une part empêcher le broutement des semis de sapin et d'autre part permettre la reconstitution des sapinières sur une partie de l'île.

Références bibliographiques

ANDERSON, R.C. et O.L. LOUCKS, 1979. *White-tailed deer* (Odocoileus virginianus) *influence on the structure and composition of* Tsuga canadensis *forests*. J. Appl. Ecol. 16 : 855-861.

ANDERSON, R.C. et A.J. KATZ, 1993. *Recovery of browse-sensitive tree species following release from white-tailed deer* Odocoileus virginianus *Zimmerman browsing pressure*. Biol. Conserv. 63 : 203-208.

AUGUSTINE, D.J. et L.E. FRELICH, 1998. *Effects of white-tailed deer on populations of an understory forb in fragmented deciduous forests*. Conservation Biology 12 : 995-1004.

BALGOOYEN, C.P. et D.M. WALLER, 1995. *The use of* Clintonia borealis *and other indicators to gauge impacts of white-tailed deer on the plant communities of Northern Wisconsin, USA*. Nat. Areas J. 15 : 308-318.

BALTZINGER, C. et J.-L. MARTIN, 1998. *The effect of browsing deer on the regeneration of western red cedar in Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands). Dans* Laskeek Research 8. A.J. Gaston (éd.). Laskeek Bay Conservation Society, Queen Charlotte, B.C. p. 42-65.

BEALS, E.W., G. COTTAM et R.J. VOGL, 1960. *Influence of deer on vegetation of the Apostle Islands, Wisconsin*. J. Wildl. Manage. 24 : 68-80.

BOULET, M., 1980. *Bilan énergétique du cerf de Virginie à l'île d'Anticosti durant l'hiver*. Thèse M.Sc., Univ. Laval. 204 p.

BOWLES, G.H. et J.M. CAMPBELL, 1993. *Relationship between population density of white-tailed deer and the density of understory trees in forests of Erie County, PA*. J. Pa Acad. Sci. 67 : 109-114.

CHOUINARD, A., 1995. *Effets du broutement par le cerf de Virginie sur la régénération du sapin baumier et de l'épinette blanche à l'île d'Anticosti, Québec*. Mémoire de bacc. géogr., Univ. Laval, Dép. géogr. 41 p.

CÔTE, S. et L. BÉLANGER, 1991. *Variations de la régénération préétablie dans les sapinières boréales en fonction de leurs caractéristiques écologiques*. Can. J. For. Res. 21 : 1779-1795.

DAHLBERG, B.L. et C. GUETTINGER, 1956. *The white-tailed deer in Wisconsin*. Wisconsin Conservation Department, Technical Wildlife Bulletin 14.

DAUFRESNE, T. et J.-L. MARTIN, 1997. *Changes in vegetation structure and diversity in relation to the presence of a large herbivore : the impact of introduced black-tailed deer on old growth forests in Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands). Dans* Laskeek Research 7. A.J. Gaston (éd.). Laskeek Bay Conservation Society, Queen Charlotte, B.C. p. 2-26.

DROLET, C.A., 1978. *Use of forest clear-cuts by white-tailed deer in southern New Brunswick and central Nova Scotia*. Can. Field-Nat. 92 : 275-282.

ENGELSTOFT, C., 2001. *Effects of Sitka black-tailed deer* (Odocoileus hemionus sitkensis) *on understory in old-growth forest on Haida Gwaii (Queen Charlotte Islands)*. Thèse de maîtrise, University of Victoria, Victoria, B.C.

FORD, W.M., A.S. JOHNSON, P.E. HALE et J.M. WENTWORTH, 1993. *Availability and use of spring and summer woody browse by deer in clearcut and uncut forests of the Southern Appalachians*. South. J. App. For. 17 : 116-119.

FREE, S. et C.W. SEVERINGHAUS, 1967. *Preliminary report on Anticosti island deer collection - March 1966*. Consolidated-Bathurst Ltée. Rap. dact. 3.

FRELICH, L.E. et C.G. LORIMER, 1985. *Current and predicted long-term effects of deer browsing in hemlock forest in Michigan, USA*. Biol. Cons. 34 : 99-120.

FRISQUE, G., G.F. WEETMAN et E. CLEMMER, 1978. *Analyse, 10 ans après coupe de bois de pâte, des problèmes de régénération dans l'est du Canada*. Inst. can. rech. génie for. Rapp. Tech. RT-23.

GINGRAS, A., 2002. *Plan de gestion du cerf de Virginie 2002-2008. Zone 20 - Anticosti.* Société de la faune et des parcs du Québec. Rapport 8070-03-01. 21 p.

GINGRAS, A., F. POTVIN et B. ROCHETTE, 1993. *Inventaire aérien du cerf dans trois zones forestières de l'île d'Anticosti, en relation avec une épidémie appréhendée d'arpenteuse de la pruche.* Québec, min. Loisir, Chasse et Pêche, Dir. gestion esp. et hab., Rap. 2132. 31 p.

GRAHAM, S.A., 1952. *Results of deer exclosure experiments in the Ottawa National Forest.* Trans. N. Am. Wildl. Conf. 23 : 478-490.

GRAHAM, S.A., 1954. *Changes in northern Michigan forests from browsing by deer.* Trans. N. Am. Wildl. Conf. 19 : 526-533.

GRISEZ, T.J. et M.R. PEACE, 1973. *Requirement for advance reproduction in Allegheny hardwoods - an interim guide.* USDA For. Serv., Res. Note NE-180.

HORSLEY, S.B., S.L. STOUT et D.S. DECALESTA, 2003. *White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest.* Ecol. Appl. 13 : 98-118.

HOSLEY, N.W., 1956. *Management of the white-tailed deer in its environment. Dans* W.P. Taylor (Éd.), The deer of North America. The Stackpole Company, Harrisburg, Pa et The Wildlife Management Institute, Washington, D.C.

HUNTZINGER, H.J., 1967. *Seeding black cherry in regeneration cuttings.* USDA For. Serv., Res. Pap. NE-63.

HUOT, J., 1979. *Études sur l'écologie du cerf de Virginie à l'île d'Anticosti. Dans* M. Morasse et M. Morasse (Éd.), Compte rendu de l'atelier 1978 sur le cerf de Virginie. Min. du Tourisme, Chasse et Pêche. p. 29-36

HUOT, J., 1982. *Body condition and food resources of white-tailed deer on Anticosti Island, Québec.* Thèse *Ph.D.*, Univ. Alaska. 240 p.

JORDAN, J.S., 1967. *Deer browsing in northern hardwoods after clearcutting.* USDA For. Serv., Res. Pap. NE-57.

KITTREDGE, D.B. et P.M.S. ASHTON, 1995. *Impact of deer browsing on regeneration in mixed stands in southern New England.* NJAF 12 : 115-120.

KLEIN, D.R., 1968. *The introduction, increase, and crash of reindeer on St. Matthew island.* J. Wildl. Manage. 32 : 350-367.

KREFTING, L.W., 1951. *What is the future of the Isle Royale moose herd?* Trans. North Am. Wildl. Conf. 16 : 461-472.

LACHANCE, R.A., 1958. *Report on deer browsing situation on Anticosti island.* Consolidated-Bathurst Ltée. Rap. dact.

MARIE-VICTORIN, fr. é. c. et ROLLAND-GERMAIN, fr. é. c., 1969. *Flore de l'Anticosti-Minganie.* Presse Univ. Montréal. 527 p.

MARQUIS, D.A., 1974. *The impact of deer browsing on Allegheny hardwood regeneration.* USDA For. Serv., Res. Pap. NE-308.

MARQUIS, D.A. et T.J. GRISEZ, 1978. *The effect of deer exclosures on the recovery of vegetation in failed clearcuts on the Allegheny Plateau.* USDA For. Serv., Res. Note NE-270.

MARTIN, J.L. et T. DAUFRESNE, 1999. *Introduced species and their impacts on the forest ecosystem of Haida Gwaii. Dans* Proceedings of the Canada – British Columbia South Moresby Forest Replacement Account, Victoria, B.C. G. Wiggins (éd.). Canada – British Columbia South Moresby Forest Replacement Account, B.C. Ministry of Forests, Victoria, B.C. p. 69-89.

MARTIN, J.-L. et C. BALTZINGER, 2002. *Interaction among deer browsing, hunting and tree regeneration.* Can. J. For. Res. 32 : 1256-1264.

MCLAREN, B.E. et R.A. JANKE, 1996. *Seedbed and canopy cover effects on balsam fir seedling establishment in Isle Royale National Park.* Can. J. For. Res. 26 : 782-793.

MINISTÈRES DES TERRES ET FORÊTS, 1974. *Esquisse du schéma d'aménagement de l'île d'Anticosti.* Québec, Ministère des Terres et Forêts. Rapport. 270 p.

MONTHEY, R.W., 1984. *Effects of timber harvesting on ungulates in northern Maine.* J. Wild. Manage. 48 : 279-285.

NEWSOM, W.M., 1937. *Mammals on Anticosti Island.* J. Mamm. 18 : 435-442.

OSAWA, A., 1994. *Seedling responses to forest canopy disturbance following a spruce budworm outbreak in Maine.* Can. J. For. Res. 24 : 850-859.

PIMLOTT, D.H., 1954a. *Deer-range conditions on Anticosti island.* Newfounland Dep. Mines and Resour. Rap. dact. 22 p.

PIMLOTT, D.H., 1954b. *The effect of deer-browsing on forest reproduction on Anticosti island.* Newfounland Dep. Mines and Resour. Rap. dact. 13 p.

PIMLOTT, D.H., 1963. *Influence of deer and moose on boreal forest vegetation in two areas of eastern Canada.* Trans. Int. Union Game Biologists 6 : 105-116.

POTHIER, D., 1996. *Évolution de la régénération après la coupe de peuplements récoltés selon différents procédés d'exploitation.* For. Chron. 72 : 519-527.

POTVIN, F., 1989. *Morphologie du cerf de Virginie au Québec : variations régionales et annuelles.* Nat. Can. 116 : 87-100.

POTVIN, F., 1992. *L'habitat du cerf à Anticosti de 1978 à 1988 : suivi quinquennal.* Québec, min. Loisir, Chasse et Pêche, Dir. gestion esp. et hab., Rap. SP 1925. 27 p.

POTVIN, F., L. BRETON et A. GINGRAS, 1991. *La population de cerfs d'Anticosti en 1988-1989.* Québec, min. Loisir, Chasse et Pêche, Dir. gestion esp. et hab., Rap. SP 1779. 28 p.

POTVIN, F. et L. BRETON, 1992. *Impact du cerf sur la succession végétale après coupe à Anticosti : suivi d'un ensemble d'exclos de 1984 à 1989.* Québec, min. Loisir, Chasse et Pêche, Dir. gestion esp. et hab. Rap. 1932. 20 p.

POTVIN, F., L. BRETON, L.-P. RIVET et A. GINGRAS, 1992. *Application of a double-count aerial survey technique for white-tailed deer,* Odocoileus virginianus, *on Anticosti Island, Québec.* Can. Field-Nat. 106 : 435-442.

POTVIN, F., P. BEAUPRÉ, A. GINGRAS et D. POTHIER, 2000. *Le cerf et les sapinières de l'île d'Anticosti.* Soc. faune et parcs Qué., Dir. faune et hab. Rap. 35 p.

POTVIN, F. et A. GINGRAS, 2002. *L'habitat hivernal du cerf sur l'île d'Anticosti défini à partir des inventaires aériens de 1998, 1999 et 2000.* Soc. faune et parcs Qué. Rap. 8037-02-01. 37 p.

POTVIN, F. et G. LAPRISE, 2002. *Suivi de la banque de semis de sapin baumier sur l'île d'Anticosti en relation avec le broutement du cerf.* Société de la faune et des parcs du Québec. Rapport 8042-02-02. 24 p.

PRÉVOST, M., 1997. *Effects of scarification on seedbed coverage and natural regeneration after a group seed-tree cutting in a black spruce* (Picea mariana) *stand.* For. Ecol. Manage. 94 : 219-231.

ROUSSEAU, J., 1950. *Cheminements botaniques à travers Anticosti.* Can. J. Res. 28 : 225-272.

RUEL, J.-C., R. DOUCET et J. BOILY, 1995. *Mortality of balsam fir and black spruce advance growth 3 years after clear-cutting.* Can. J. For. Res. 25 : 1528-1537.

SAS INSTITUTE INC., 1999. *SAS/STAT User's Guide, release 8.0 edition.* SAS Institute, Cary, N.C.

SCHEFFER, V.B., 1951. *The rise and fall of a reindeer herd.* Sci. Monthly 73 : 356-362.

STOECKELER, J.H., R.O. STROTHMANN et L. KREFTING, 1957. *Effect of deer browsing on reproduction in the northern hardwood-hemlock type in northeastern Wisconsin.* J. Wildl. Manage. 21 : 75-80.

STROLE, T.A. et R.C. ANDERSON, 1992. *White-tailed deer browsing: species preferences and implications for central Illinois forests.* Natural Areas Journal 12 : 139-144.

SWIFT, E., 1946. *A history of Wisconsin deer.* Madison, Wisc. Conserv. Dep. Publ. 96 p.

TELFER, E.S., 1967. *Comparison of moose and deer winter range in Nova Scotia.* J. Wildl. Manage. 31 : 418-425.

TILGHMAN, N.G., 1989. *Impacts of white-tailed deer on forest regeneration in northwestern Pennsylvania.* J. Wildl. Manage. 53 : 524-532.

TREMBLAY, J., 1981. *Qualité de la nourriture d'été du cerf de Virginie à l'île d'Anticosti.* Thèse M.Sc., Univ. Laval. 106 p.

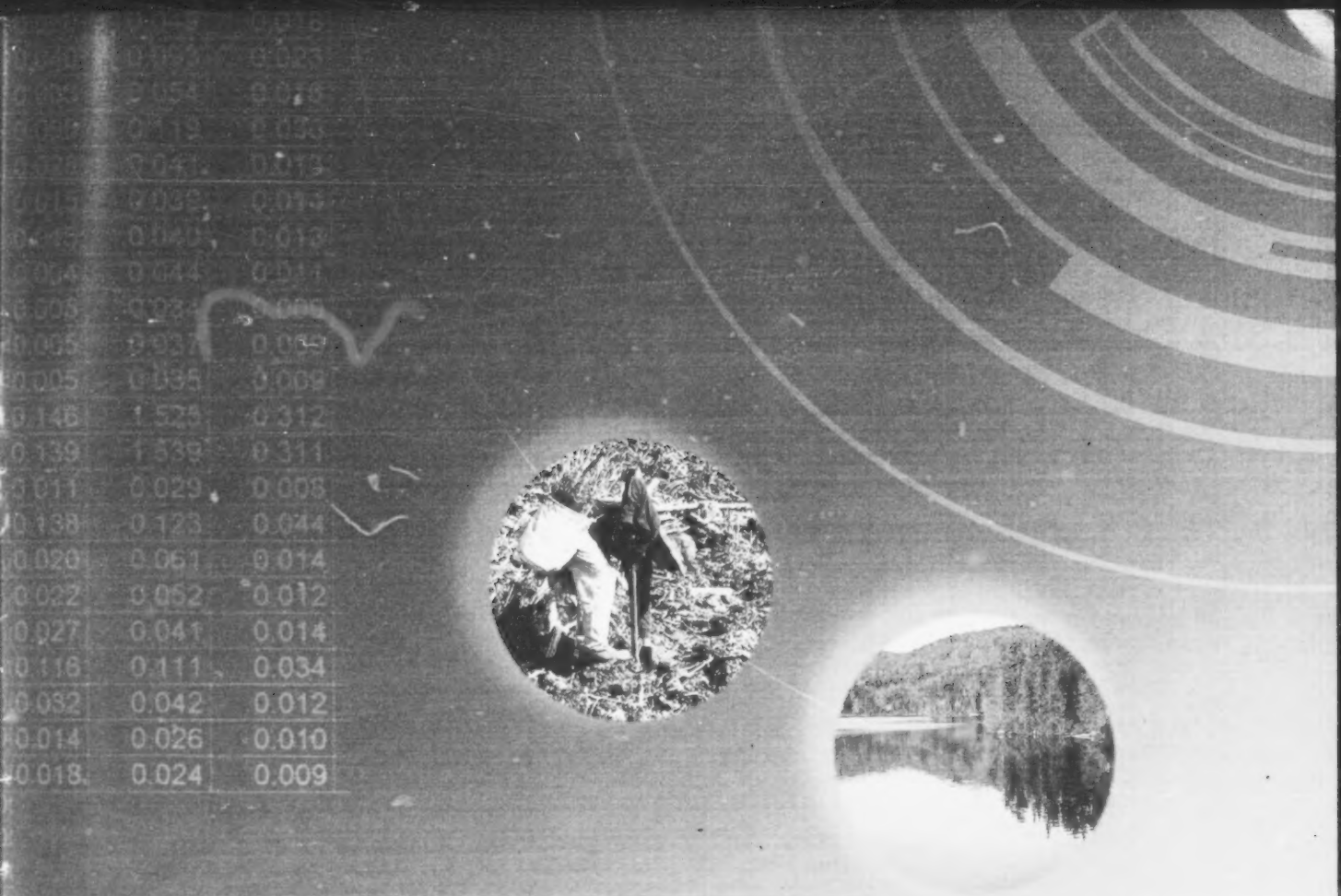
TRUMBULL, V.L., E.J. ZIELINSKI et E.C. AHARRAH, 1989. *The impact of deer browsing on the Allegheny forest type.* North. J. Appl. For. 6 : 162-165.

VOIGT, D.R., J.D. BROADFOOT et J.A. BAKER, 1997. *Forest Guidelines for the provision of white-tailed deer habitat.* Ont. Min. Nat. Res. Tech. Rpt. 33 p.

WENTWORTH, J.M., A.S. JOHNSON et P.E. HALE, 1990. *Seasonal use of clearcuts and food plots by whitetailed deer in the Southern Appalachians.* Proc. Annu. Conf. Southeast. Assoc. Fish. Wildl. Agencies 44 : 215-223.

WHITNEY, G.G., 1984. *Fifty years of change in the arboreal vegetation of Heart's Content, an old-growth hemlock-white pine-northern hardwood stand.* Ecology 65 : 403-408.

WILLIAMSON, S.J. et D.H. HIRTH, 1985. *An evaluation of edge use by white-tailed deer.* Wildl Soc. Bull. 13 : 252-257.



Direction de la recherche forestière

Forêt Québec
2700, rue Einstein
Sainte-Foy (Québec) G1P 3W8

Téléphone : 418.643.7994
Télécopieur : 418.643.2165

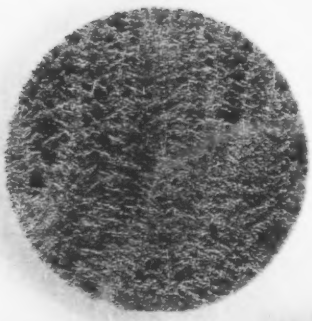
Site Web : http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/forets/connaissances/recherche
Courriel : recherche.forestiere@mrnfp.gouv.qc.ca

En couverture 1 - Lac du Cordon près de Saint-Jovite
- Érablière à Tilleul et Hêtre, Forêt de Gatineau
Photographies, Zoran Majcen

- Pédon lac Laflamme

En couverture 4 - Forêt résineuse
- Ordinateur de terrain pour l'enregistrement de mesures

Le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs a comme mission de gérer tout ce qui a trait à l'aménagement durable des forêts publiques. Dans un contexte où le cerf de Virginie mettait en péril à la fois la pérennité de la ressource forestière et l'habitat même du cerf à l'île d'Anticosti, une étude a été entreprise à la Direction de la recherche forestière en collaboration avec la Direction de la recherche sur la faune.



Ressources naturelles, Faune et Parcs
Québec

ISBN 2-550-42912-5
F.D.C. 231(047.3)(714)
L.C. SD416.3
2004-3028

© Gouvernement du Québec
On peut citer tout ou partie de ce texte en indiquant la référence